

Artigo Técnico

Sorção de fósforo de efluente doméstico tratado em lodo de estação de tratamento de água e aplicação do resíduo em solo cultivado com milho

Phosphorus sorption from treated domestic effluent in water treatment plant sludge and residue application in soil cultivated with corn

Reginaldo Bento de Souza Arantes^{1*} , Ronaldo Fia¹ , Matheus de Sá Farias¹ ,
Dayana Cristine Barbosa Mafra¹ 

RESUMO

Estudos de remoção de fósforo de efluentes por sorção em resíduos têm ganhado destaque na literatura. Entre estes resíduos, destaca-se o lodo de estação de tratamento de água rico em oxihidróxidos de alumínio e ferro. O presente estudo teve como objetivos remover, por sorção, fosfato de esgoto sanitário em reator de escoamento ascendente preenchido com lodo de estação de tratamento de água e comparar a cultura de milho submetida a diferentes fontes de fósforo: adubação convencional (Fonte 1); adubação convencional e lodo de estação de tratamento de água utilizado na sorção do fosfato (Fonte 2); e lodo de lodo de estação de tratamento de água utilizado na sorção do fosfato (Fonte 3). A remoção do fosfato, a partir do lodo de estação de tratamento de água, ocorreu nos três testes. No ensaio de sorção, após tempo de detenção hidráulica de 2,8 h, verificou-se remoção média de 96% de fosfato. Em relação ao aporte de fósforo por diferentes fontes, verificou-se que o emprego do lodo, nos tratamentos Fonte 2 e 3, aumentou o teor de matéria orgânica do solo e proporcionou maior tamponamento dele. Os teores foliares de macro e micronutrientes na cultura apresentaram valores satisfatórios, apesar da senescência de algumas plantas em Fonte 2 e 3. O reaproveitamento do lodo, nas doses aplicadas, foi suficiente para que o material vegetal analisado atingisse teores de chumbo consideráveis, o qual deve ser monitorado na utilização do resíduo no cultivo agrícola.

Palavras-chave: fosfato; oxihidróxidos de alumínio e ferro; biofertilizante agrícola; metais pesados.

ABSTRACT

Studies on the removal of phosphorus from effluents by sorption in residues have gained prominence in the literature. Among these residues, there is the sludge from a water treatment plant rich in oxyhydroxides of Aluminum and iron. The present study aimed to remove, by sorption, phosphate from sanitary sewage in upflow reactor filled with water treatment plant sludge, and to compare the corn crop subjected to different phosphorus sources: conventional fertilization (Source 1); conventional fertilization and water treatment plant sludge used in the sorption of phosphate (Source 2) and water treatment plant sludge used in the sorption of phosphate (Source 3). Removal of phosphate from the water treatment plant sludge occurred in all three tests. In the sorption assay, after 2.8 h hydraulic retention time, there was an average removal of 96% of phosphate. Regarding the contribution of phosphorus by different sources, it was found that the use of sludge, in treatments Source 2 and 3, increased the content of organic matter in the soil and provided greater buffering. The leaf contents of macro and micronutrients in the crop showed satisfactory values, despite the senescence of some plants in Source 2 and 3. The reuse of the sludge, in the applied doses, was enough for the analyzed plant material to reach considerable lead contents, which must be monitored when using the residue in agricultural cultivation.

Keywords: phosphate; aluminum and iron oxyhydroxides; agricultural biofertilizer; heavy metals.

INTRODUÇÃO

Levantamentos recentes evidenciam que o Brasil possui mais de 7.500 Estações de Tratamento de Água (ETAs) em atividade, e boa parte destas descarta o lodo produzido nos processos de potabilização em mananciais próximos às

próprias unidades de tratamento. Portanto, o descarte indevido do lodo torna-se a origem de um número significativo de passivos ambientais (ACHON *et al.*, 2013; ALMEIDA NETO *et al.*, 2016). Diante desse quadro, o estado de Minas Gerais estabeleceu que as ETAs realizassem estudos para o dimensionamento

¹Universidade de Lavras - Lavras (MG), Brasil.

*Autor correspondente: reginaldoarantes@ufla.br

Conflitos de interesse: os autores declaram não haver conflitos de interesse.

Financiamento: nenhum.

Recebido: 04/04/2020 - Aceito: 25/03/2021 - Reg. ABES: 20200129

de unidades de tratamento dos resíduos gerados, com o propósito de coibir o descarte do lodo *in natura* no ambiente, minimizando os impactos ambientais (MINAS GERAIS, 2010).

Além do descarte de resíduos de ETA, o despejo indevido de águas residuárias tratadas incorretamente e os despejos de esgoto *in natura* figuram entre as principais causas da contaminação dos cursos d'água (MENEZES *et al.*, 2016). A partir desses despejos ricos em nutrientes, ocorre o processo de eutrofização e seus efeitos indesejáveis (MOAL *et al.*, 2019).

Em virtude disso, surge uma crescente preocupação com o gerenciamento das cargas de fósforo (P) dos efluentes. Uma das medidas que visam prevenir a contaminação de corpos hídricos diz respeito à inserção de unidades de tratamento terciário junto às estações convencionais de tratamento de efluentes. A inserção de unidades biológicas com essa finalidade não apresenta satisfatória remoção de P ou demanda por um importante controle operacional, e pode ser relativamente instável (ZHENG *et al.*, 2014). A inserção de tratamento químico está intimamente ligada ao aumento dos custos com as unidades de tratamento e a aquisição de produtos químicos (BASHAR *et al.*, 2018).

Outra forma de remoção de P refere-se à sorção desse elemento por diferentes adsorventes. Os óxidos e hidróxidos de ferro (Fe) e alumínio (Al), a alumina ativada e a caulinita figuram entre os principais elementos utilizados para sorção do P presente em águas residuárias (BACELO *et al.*, 2020). Entretanto, uma das limitações dessa técnica é o custo do processo (LUO *et al.*, 2020).

Algumas pesquisas demonstram que a adsorção de P pelo lodo de ETA é rápida, resultando na imobilização estável e em longo prazo do nutriente. Entretanto, os principais lodos avaliados são aqueles provenientes da adição de sulfato de alumínio nas ETAs (HOU *et al.*, 2018; LI *et al.*, 2013). O lodo de ETA pode ser composto de precipitados de oxi-hidróxidos de Al e Fe, dependendo do produto químico utilizado no tratamento da água, os quais possuem forte afinidade por substâncias aniônicas, como o P (MUISA *et al.*, 2020).

Embora o excesso de P possa contribuir para a degradação dos corpos d'água, é indispensável evidenciar que, por outro lado, o nutriente é fundamental para a produção global de alimentos e está sujeito à escassez nos próximos anos (WITHERS *et al.*, 2018). Assim, o aproveitamento do P dos resíduos no meio agrícola torna-se imprescindível para a sustentabilidade econômica e ambiental (NESME *et al.*, 2016).

Diante dos aspectos apresentados, objetivou-se com o presente estudo avaliar a sorção de P em lodo de ETA, utilizado como material filtrante em reator de escoamento ascendente, no tratamento terciário de efluente sanitário, e comparar o desenvolvimento da cultura de milho (*Zea mays*) submetida ao aporte de diferentes fontes de P, incluindo o material filtrante utilizado no reator.

METODOLOGIA

Primeira etapa

O experimento foi montado nas dependências da Universidade Federal de Lavras (UFLA), em Lavras, Minas Gerais. O filtro empregado nos ensaios de sorção de fosfato ($P-PO_4^{3-}$) foi construído com material PVC, compreendendo as dimensões: 1 m de altura e 0,1 m de diâmetro interno, e volume total de 7,85 L. O escoamento empregado no sistema foi o ascendente, sendo o controle realizado por meio de bomba dosadora à solenoide. A tubulação de entrada possuía diâmetro menor em relação à tubulação de saída, sendo esta de 21,3 mm e aquela de 5 mm.

Neste estudo, foram realizados três ensaios, nos quais houve a troca do material de preenchimento do filtro. Em cada ensaio, o filtro foi preenchido com areia e 3,485 kg de lodo de ETA. O material foi distribuído na seguinte ordem: 0,30 m de areia, 0,40 m de lodo e 0,30 m de areia. As camadas do material filtrante foram separadas por anéis de PVC revestidos por camada dupla de tela com malha de 0,5 mm em polietileno. O lodo foi coletado na limpeza dos filtros e do decantador (após o adensamento por gravidade) da ETA/UFLA, que apresenta ciclo completo de tratamento e utiliza como coagulante o cloreto férrico, secado em leito de secagem por 40 dias, triturado e peneirado em malha de 0,5 mm.

No Laboratório de Análise de Água (LAADEG) do Departamento de Recursos Hídricos e Saneamento da UFLA, foram realizados ensaios para caracterização físico-química do lodo após o processo de adensamento, e obtidos os seguintes resultados: pH igual a 6,9; 0,24 mg.L⁻¹ de P; 17,8 mg.L⁻¹ de nitrogênio total Kjeldahl (NTK); 1.403 mg.L⁻¹ de sólidos totais (ST); 918 mg.L⁻¹ de sólidos fixos totais (SFT); 485 mg.L⁻¹ de sólidos voláteis totais (SVT); 107 mg.L⁻¹ de sólidos dissolvidos totais (SDT); 1.297 mg.L⁻¹ de sólidos suspensos totais (SST) e 3,20 mg.L⁻¹ de ferro total. As análises foram realizadas segundo *American Public Health Association, American Water Works Association e Water Environment Federation* (APHA *et al.*, 2012).

O efluente utilizado no presente estudo foi coletado após realizado o tratamento terciário do efluente sanitário gerado na UFLA. A estação de tratamento de esgoto (ETE) da universidade conta com tratamento preliminar (peneiramento grosso e fino e caixa de gordura), tratamento secundário (reatores UASB, filtros aerados submersos e filtros de areia) e desinfecção por cloração.

As vazões afluente e efluente do filtro foram medidas a cada 2 h de forma direta, para controle do escoamento e para coleta de amostras. Considerando as perdas de carga, as vazões médias afluente e efluente, aplicadas nos três ensaios, foram 5,1 e 2,76 L.h⁻¹, resultando em um tempo de detenção hidráulica (TDH) de 2,8 h. As amostras afluente e efluente coletadas durante a realização dos ensaios foram conduzidas para o LAADEG, onde foram realizadas análises de pH, por potenciometria, e $P-PO_4^{3-}$, por colorimetria (APHA *et al.*, 2012). O ensaio foi realizado em triplicata.

Segunda etapa

Constatada a saturação do lodo de ETA, por meio das análises de concentrações do $P-PO_4^{3-}$ afluente e efluente do filtro, o lodo foi submetido ao processo de secagem em estufa a 105 °C pelo período de 24 h. Posteriormente, o lodo seco foi homogeneizado e analisado no Departamento de Ciência do Solo da UFLA, conforme a metodologia sugerida por Teixeira *et al.* (2017).

A segunda fase do experimento foi conduzida em casa de vegetação, em que vasos com volume útil de 11,8 L e 13 kg de massa seca (solo) de capacidade receberam sementes da variedade de milho AL Bandeirante (*Zea mays*). O delineamento experimental foi composto de ensaios com três tratamentos distintos do solo (F1, F2 e F3) com quatro repetições cada, perfazendo o esquema fatorial 3 x 4.

A caracterização físico-química do solo, coletado na camada 0 – 20 cm e peneirado em malha de 2 mm, foi realizada antes da instalação da segunda fase do experimento (Tabela 1), sendo utilizados o mesmo laboratório e metodologia de análise definidos para o lodo. O solo empregado no cultivo do milho foi classificado como argiloso (41 dag.kg⁻¹ de argila).

Os tratamentos do solo seguiram as seguintes configurações:

- F1: adubação química convencional composta de nitrogênio (N), P e potássio (K);
- F2: adubação química composta de N, K e 50% de P, completada com 50% de P proveniente do lodo de ETA;
- F3: adubação química composta de N e K, e 100% de P proveniente do lodo de ETA.

O lodo empregado nos tratamentos F2 e F3 foi o material resultante dos ensaios de sorção (R1, R2 e R3) realizados na primeira fase do experimento. Os fertilizantes químicos utilizados foram: sulfato de amônio ($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ como fonte de N (21% de N); superfosfato simples como fonte de P (18% de P_2O_5) e cloreto de potássio como fonte de K (58% de K_2O).

Consideradas as características do solo e a variedade de milho utilizada, seguiram-se, para os cálculos iniciais, as recomendações de adubação para campo sugeridas por Aguiar *et al.* (2014); no entanto, considerando os fertilizantes químicos e a concentração de P presente no lodo, as doses aplicadas respeitaram as orientações de adubação para vasos sugeridas por Rossi *et al.* (1994), que preconizam que as dosagens sejam, no mínimo, cinco vezes maiores que as recomendações de adubação para o campo.

A correção da acidez do solo foi realizada 17 dias antes do plantio, com 10 g de calcário dolomítico B comercial com PRNT de 85%. A quantidade de calcário foi determinada com o propósito de promover aumento da porcentagem de cátions que condicionassem os valores de capacidade de troca catiônica (CTC) do solo em 70% (RONQUIM, 2010).

O plantio da cultura foi realizado em março de 2019, sendo incorporados nos três tratamentos: 2,8 g de cloreto de potássio e 6 g de sulfato de amônio na semeadura. Além desses últimos, foram adicionados 20 g de superfosfato simples no tratamento F1. No tratamento F2, foram incorporados 10 g de superfosfato simples. O restante do P utilizado nesse tratamento (50%) foi obtido da conversão do P disponível no lodo, que resultou na adição de 444 g do resíduo. Por fim, foram incorporados 888 g de lodo como fonte de 100% do P no tratamento F3. Com a adição do lodo, foram inseridos 0,71, 3.000 e 56,8 mg de P, N e K em F2 e 1,43, 1.500 e 113,6 mg, em F3, respectivamente.

Treze dias após o plantio, ocorreu a total germinação das sementes, sendo, nessa mesma data, realizado o desbaste das plantas; mantendo-se apenas uma planta por vaso. Transcorridos 7 e 17 dias, após a emergência, foram realizadas a primeira e a segunda adubação de cobertura com adição de 11,5 g sulfato de amônio (por vaso), em cada adubação. Além disso, junto à primeira adubação de cobertura (sete dias após a máxima germinação), foram introduzidos 2,8 g de cloreto de potássio.

Para a determinação da capacidade de campo (Cc) dos vasos, utilizou-se o método da proveta, baseado na determinação da umidade do solo, na capacidade máxima de retenção de água (Cc) e na determinação da umidade do solo no momento da coleta das amostras (SILVA *et al.*, 2007; ZONTA *et al.*, 2016). O monitoramento do conteúdo de água no solo foi feito por meio da técnica de lisimetria de pesagem, conforme a metodologia aplicada por Boeira *et al.* (2020). Foram adotados dois turnos de rega fixos, conforme sugerido por Andrade *et al.* (2006), com intervalos de seis e cinco dias, o primeiro adotado desde o plantio, e o segundo, 24 dias após a emergência. Foi adicionada a cada rega uma lâmina d'água que reestabelecesse a umidade do solo a 80% da Cc.

Sessenta dias após o plantio e antes do estágio de pendramento da cultura, as folhas da parte aérea da planta foram coletadas e, na mesma data, encaminhadas para o Laboratório de Análise Foliar do Departamento de Química da UFLA, respeitando-se os prazos da metodologia aplicada. Além da determinação do teor foliar de macro e micronutrientes, foi avaliado o teor foliar de metais pesados, nos tecidos da cultura, nos tratamentos que receberam o lodo (F2 e F3). Os macronutrientes (N, P, K, cálcio — Ca, magnésio — Mg e enxofre — S) e os micronutrientes (boro — B, cobre — Cu, manganês — Mn, zinco — Zn e Fe) e os metais (cádmio — Cd, cromo — Cr e chumbo — Pb) foram determinados, nas amostras da matéria seca foliar, por espectrometria de absorção atômica, após a digestão ácida das amostras (TEIXEIRA *et al.*, 2017).

Cumpridos esses procedimentos, foi realizada a amostragem do solo, na camada 0 – 10 cm, em todas as parcelas de cada tratamento, perfazendo amostras compostas para os solos característicos dos tratamentos F1, F2 e F3. A análise físico-química do solo, pós-colheita, foi realizada no Departamento de Ciência do Solo da UFLA, conforme a metodologia de Teixeira *et al.* (2017).

Os dados referentes às características fisiológicas das plantas e à concentração foliar de nutrientes e metais foram submetidos à análise de variância, e as médias foram comparadas entre si pelo teste de Tukey a 5% de significância, utilizando o *software* Excel.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Resultados da primeira etapa

A remoção de PPO_4^{3-} ocorreu em todos os testes, sendo importante observar que no teste T1 essa remoção foi total em 50% das amostras e parcial nas demais. Já nos testes T2 e T3 a remoção foi total em 100% das amostras (Figura 1). Nesse caso, é preciso considerar que, além das interações do P com os sais de Fe utilizados no processo de potabilização da água, ocorre também a interação do nutriente com os minerais do solo (argila) presentes no lodo, e que é proveniente da bacia de captação, o que contribui no processo de sorção.

Tabela 1 – Características químicas do solo (camada 0 – 20 cm) empregado no cultivo do milho.

pH		K	P	Na	Ca	Mg	Al	H + Al	SB	CTC _t	CTC _e
4,80		--- mg.dm ⁻³ ---			----- cmol _c .dm ⁻³ -----						
		12,50	0,58	ND	0,44	0,16	0,05	2,17	0,63	0,68	2,80
V	m	MO			P _{rem}	Zn	Fe	Mn	Cu	B	S
----- (%) -----		dag.kg ⁻¹			----- mg.dm ⁻³ -----						
22,57	7,35	0,95			6,80	0,10	47,40	11,40	2,20	0,03	53,12

pH: potencial hidrogeniônico em água; K: potássio; P: fósforo; Na: sódio; Ca: cálcio; Mg: magnésio; Al: alumínio; H + Al: acidez potencial; SB: soma de bases trocáveis; CTC_t: capacidade de troca catiônica efetiva; CTC_e: capacidade de troca catiônica a pH 7,0; ND: não detectado; V: índice de saturação de bases; m: índice de saturação de alumínio; MO: matéria orgânica; P_{rem}: fósforo remanescente; Zn: zinco; Fe: ferro; Mn: manganês; Cu: cobre; B: boro; S: enxofre.

A partir dos valores médios observados nos três testes, constatou-se uma eficiência de 96% quanto à remoção total do $P\text{-PO}_4^{3-}$ pelo lodo. Foi observada sorção de 0,038 mg de $P\text{-PO}_4^{3-}$ por grama de lodo. Em relação ao pH, os valores efluentes em todas as amostragens foram inferiores ao pH afluente ao filtro. Contudo, não ocorreram alterações significativas nos valores dessa variável. Os valores médios do pH dos líquidos afluente e efluente do filtro foram 7,5 e 7,6, respectivamente. Assim, foi possível concluir que a forma de P predominante, no efluente final da ETE/UFLA, é o hidrogenofosfato — HPO_4^{2-} (ESTEVES, 1998).

Em pesquisa semelhante, Ribeiro (2017) simulou (em aparelho JarTest) a remoção de $P\text{-PO}_4^{3-}$ em lagoas de tratamento de efluentes. O autor preparou soluções de P em laboratório e empregou sacos adsorventes preenchidos com lodo originário da ETA/UFLA para a sorção do $P\text{-PO}_4^{3-}$ presente nessas soluções. Nesse caso, verificou-se uma remoção média de 80% do $P\text{-PO}_4^{3-}$ presente na solução. Além disso, observou-se que a capacidade de adsorção de P pelo lodo foi maior quando se aplicou as maiores concentrações de P, alcançando 6,52 mg de P adsorvido em cada grama de lodo. Destaca-se, então, a boa eficiência do lodo da ETA, operando no filtro e com esgoto doméstico, que apresenta competição entre os sais presentes, o que poderia reduzir a eficiência de remoção (PERASSI et al., 2014).

Carleton et al. (2020) trabalharam com águas com reduzidas concentrações de P (0,6 mg.L⁻¹) e verificaram que o lodo de ETA que utilizava cloreto férrico no processo de tratamento foi capaz de remover 0,00567 mg.g⁻¹ em um processo de sorção contínuo de 28 dias, enquanto o lodo produzido no tratamento da água com sulfato ferroso não foi capaz de remover P, sob as condições avaliadas.

Realizando ensaios de bancada com lodo de ETAs da China, cujo coagulante era o sulfato de alumínio, Li et al. (2013) obtiveram sorção de 90,9 mg de P por grama de lodo. Hou et al. (2018) verificaram taxas de sorção de P em lodo de ETA com Al, mas com elevada presença de íons de Ca e Fe, alcançando de 2 a 6 mg.g⁻¹. Nesse caso, destaca-se que os autores trabalharam com lodo diferente e com solução de P, e não o esgoto, em que há competição entre os íons. Além disso, o material colocado no filtro opera de forma passiva, em que o lodo permanece estático e o efluente percola pelo material — diferentemente da maioria dos ensaios, em que os resultados são obtidos sob agitação do lodo e da solução/efluente, aumentando a interação e a eficiência de remoção.

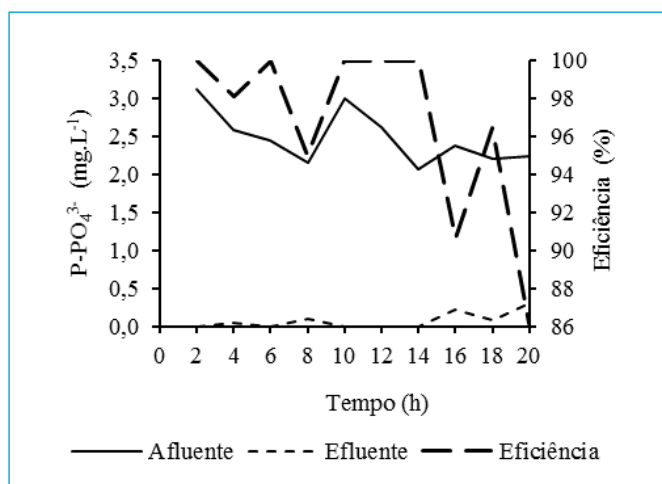


Figura 1 - Variação dos valores médios de fosfato afluente e efluente do filtro com lodo de estação de tratamento de água nos três ensaios, e eficiência média de remoção de fosfato pelo lodo de estação de tratamento de água nos três ensaios realizados.

Pode-se constatar, portanto, que os testes realizados, na presente pesquisa, corroboraram com os resultados encontrados por vários pesquisadores cujo objetivo, em seus trabalhos, foi avaliar a remoção do P presente em águas residuárias, a partir do lodo de ETA. Além disso, o lodo à base de Fe mostrou-se eficiente no que se refere ao potencial de adsorção de baixas concentrações de P presente no esgoto sanitário, embora os diferentes processos de tratamento unitário, incluindo diferentes qualidades de água bruta, contribuam para diferentes resultados. Alguns trabalhos indicam que os resíduos à base de Fe têm maior eficiência na adsorção de P em comparação à capacidade de sorção de resíduos à base de Al (GIBBONS et al., 2011; GIBBONS et al., 2009; KRISHNA et al., 2016).

Resultados da segunda etapa

As características químicas do lodo de ETA, após ser submetido à sorção de $P\text{-PO}_4^{3-}$, e do solo, antes e após o cultivo do milho submetido a diferentes fontes de nutrientes, estão apresentadas na Tabela 2. Além das variáveis descritas nessa tabela, foi analisada a presença de metais tóxicos no lodo. Os elementos identificados foram: Cr (5,5 mg.kg⁻¹), Cd (1,41 mg.kg⁻¹), Pb (7,76 mg.kg⁻¹) e mercúrio — Hg (0,28 µg.kg⁻¹). Não foi detectada a presença de sódio (Na) no lodo.

O emprego do lodo, nos tratamentos F2 e F3, aumentou o teor de matéria orgânica (MO) do solo utilizado no cultivo de forma linear (Tabela 2). As substâncias orgânicas, pelo efeito residual, têm maior influência nos atributos de fertilidade do solo referentes à adubação mineral.

Quanto aos atributos químicos, a adição de materiais orgânicos aumenta a CTC do solo, aumenta o fornecimento de nutrientes aos vegetais, sobretudo, em relação ao P (OLIVEIRA et al., 2014). No presente trabalho, apesar do incremento da MO, fornecido pelo lodo em F2 e F3, não se verificou, ao final do

Tabela 2 - Características químicas do lodo de estação de tratamento de água após o emprego na sorção do fósforo presente no efluente tratado da Universidade Federal de Lavras, e caracterização do solo antes e após o cultivo do milho submetido a diferentes fontes de nutrientes.

Atributos	Solo inicial	Lodo	F1	F2	F3
pH	4,80* - 6,90*	5,7	5,80	5,40	6,40
MO (dag.kg ⁻¹)	0,95	5,99	0,80	1,17	1,73
K (mg.dm ⁻³)	12,50	127,89	477,86	358,06	426,90
P (mg.dm ⁻³)	0,58	1,61	105,08	26,32	1,97
P _{rem} (mg.L ⁻¹)	6,80	5,70	27,56	17,62	8,32
Ca (cmol _c .dm ⁻³)	0,44	9,24	7,35	4,76	3,36
Mg (cmol _c .dm ⁻³)	0,16	0,66	0,47	0,62	0,56
Al (cmol _c .dm ⁻³)	0,05	0,12	0,13	0,18	0,09
H + Al (cmol _c .dm ⁻³)	2,17	2,05	2,03	2,40	1,57
SB (cmol _c .dm ⁻³)	0,63	10,23	9,05	6,30	5,01
t (cmol _c .dm ⁻³)	0,68	10,35	9,18	6,48	5,10
T (cmol _c .dm ⁻³)	2,80	12,28	11,08	8,70	6,58
V (%)	22,57	83,29	81,64	72,39	76,21
m (%)	7,35	1,16	1,42	2,78	1,76

F1: tratamento 1; F2: tratamento 2; F3: tratamento 3; pH: potencial hidrogeniônico; MO: matéria orgânica; K: potássio; P: fósforo; P_{rem}: fósforo remanescente; Ca: cálcio; Mg: magnésio; Al: alumínio; H + Al: acidez potencial; SB: soma de bases trocáveis; V: índice de saturação de bases; m: índice de saturação de alumínio; * valor do pH do solo antes do processo de calagem; *valor do pH após a calagem.

experimento, aumento da CTC nesses tratamentos, nem mesmo a maior disponibilidade de P (Tabela 2), provavelmente em função de suas ligações químicas com o Fe presente no lodo da ETA, tornando-o menos disponível no meio.

Além disso, a adição de materiais orgânicos no solo intensifica o poder tampão do meio, o que ocorreu em pequena intensidade no presente trabalho (Tabela 2). Em F3, que recebeu maior dosagem de lodo, houve menor redução do pH após o cultivo do milho. Tal fato tem implicações práticas nas doses de corretivos necessários para neutralizar a acidez do solo, ou seja, o lodo de ETA pode promover a correção do solo quanto ao pH (HIGASHIKAWA *et al.*, 2017).

A redução do pH do solo, após o processo de calagem e cultivo do milho por 60 dias, pode ser explicada pelo aumento das concentrações de Al e pela incorporação do sulfato de amônio no processo de adubação. Em relação ao Al, não foram observados aumentos de concentração que comprometessem a fertilidade do solo nos três tratamentos (Tabela 2). O Al, assim como o N, age como um elemento acidificante, ativando o H⁺ presente no solo. Em relação aos fertilizantes nitrogenados, quando o processo de nitrificação converte o íon amônio a nitrato, íons hidrogênio são liberados, provocando acidez no solo (LI *et al.*, 2018).

O solo que recebeu a maior dosagem de lodo (tratamento F3) apresentou a maior resistência às variações do pH do meio (Tabela 2). A influência positiva do lodo sobre o pH do solo corrigido não era esperada, tendo em vista que o resíduo apresentou caráter levemente ácido (pH = 5,7). Mahdy *et al.* (2009) aplicaram lodo de ETA, tendo como agente coagulante o sulfato de alumínio, em vasos com solo argiloso e cultivados com milho, e verificaram a redução do pH ao aplicarem dosagens superiores a 4% de lodo. Para comparação, no presente trabalho, foram aplicados 3,6 e 7,2% de lodo de ETA nos tratamentos F2 e F3, respectivamente. Neste estudo, a elevação do pH pode ter ocorrido em função da presença de cátions alcalinos (Ca e Mg) que, em maiores concentrações, podem ter substituído o Al nos sítios de troca do solo. Tal como verificado por Garcia *et al.* (2008), que, ao aplicarem água residuária do café (ARC) no solo, observaram elevação linear nos valores do pH à medida que aumentaram as doses de ARC, pelo incremento de bases trocáveis, tendo em vista que a ARC possui acidez elevada e valores de pH que variam de 3 a 4.

Quanto ao P disponível e remanescente, houve aumento significativo, quando comparado o solo do tratamento F3 com o solo inicialmente empregado no cultivo do milho (Tabela 2). Os teores de P disponível e remanescente demonstrados no solo inicialmente empregado foram elevados de 0,58 mg.dm⁻³ e 6,8 mg.L⁻¹ para 1,97 mg.dm⁻³ e 8,32 mg.L⁻¹, respectivamente. Esse aumento pode ter ocorrido em razão da calagem combinada com teor de MO presente no lodo, que proporcionam inúmeros benefícios ao solo, como elevação do pH, neutralização de Al e Mn tóxicos, aumento dos teores de Ca e Mg, aumento da atividade dos microrganismos e aumento da disponibilidade de P.

A incorporação de MO no solo provocou, provavelmente, uma exposição de cargas negativas no meio que repeliram os fosfatos, aumentando a concentração de P na solução do solo (RONQUIM, 2010). Isso indica que, em um primeiro momento, a aplicação do resíduo de ETA, abundante em substâncias orgânicas em comparação ao solo inicial, contribuiu para o aumento do potencial nutricional do solo, melhorando os atributos de fertilidade do meio.

De modo geral, ao final do cultivo todas as plantas do tratamento F1 sobreviveram, enquanto nos tratamentos F2 e F3, restaram, respectivamente, três e duas plantas sobreviventes. Os tratamentos que apresentaram o melhor e o mais uniforme desenvolvimento de plantas foram os tratamentos F1 e F2,

respectivamente. A maioria das plantas de F1 e F2 atingiu o estágio de desenvolvimento de V12 (12 folhas). O tratamento F1 apresentou quatro plantas nesse estágio de desenvolvimento, enquanto o tratamento F2 apresentou duas plantas no estágio V12 e uma planta no estágio V10 (dez folhas). As duas plantas sobreviventes do tratamento F3 atingiram o estágio de desenvolvimento de V8 (oito folhas).

Os dados fisiológicos das plantas de cada tratamento, como altura, comprimento de duas folhas e diâmetro do colmo (0,20 m do solo), avaliados 48 dias após a emergência completa da cultura, podem ser observados na Tabela 3.

As plantas adubadas convencionalmente (F1) apresentaram, em média, folhas mais longas em relação aos tratamentos F2 e F3, e maior altura em relação ao tratamento F3. Entretanto, a planta apresentou altura semelhante ao tratamento F2. Tal fato pode ser explicado provavelmente pela menor disponibilidade de P que, ligado fortemente ao lodo, não estava disponível à planta (SANTOS *et al.*, 2015; MAHDY *et al.*, 2009). Além disso, pode ter havido toxicidade à planta, em razão da presença de metais e, em maior quantidade, de Fe (TEIXEIRA *et al.*, 2007).

Mahdy *et al.* (2009) aplicaram em solos argilosos cultivados com milho doses crescentes (0 a 4%) de lodo de ETA (com sulfato de alumínio como coagulante) e verificaram aumento de produção de massa seca com o aumento da dosagem até 3%. A partir desse valor, houve decréscimo do crescimento das plantas e produção de massa seca, corroborando com os resultados do presente trabalho, no qual foi aplicado 3,6 e 7,2% de lodo nos tratamentos F2 e F3.

Embora as condições de cultivo e de contorno tenham sido diferentes, de forma geral, os teores foliares de macro e micronutrientes da cultura, quantificados 48 dias após a emergência da cultura, apresentaram valores bastante satisfatórios (Tabela 4), quando comparados com os teores foliares do milho, observados por Junio *et al.* (2013). Com exceção do P, que apresentou teores menores que o esperado, os teores médios dos demais macronutrientes corresponderam com as concentrações foliares apresentadas pelos autores que avaliaram, em campo, o efeito residual da adubação com composto de lodo de esgoto e fosfato natural de Gafsa sobre os teores de nutrientes no solo, na planta e na produtividade do milho.

Quanto ao aporte de N, a maior média de concentração foliar constatada foi no tratamento F3 (Tabela 4), provavelmente em virtude do efeito de diluição. Em F3, as plantas apresentaram menor desenvolvimento, o que resulta em maior concentração do nutriente prontamente disponível no solo. Esse efeito é caracterizado quando a taxa de crescimento relativo de matéria seca é superior à taxa de absorção relativa do nutriente. O aporte de lodo como fonte de P acrescentou N no solo, o que resultou em maior disponibilidade do nutriente

Tabela 3 - Dados fisiológicos médios referentes à altura das plantas, ao comprimento de duas folhas e ao diâmetro do colmo (0,20 m do solo), avaliados 48 dias após a emergência da planta.

Tratamentos	Diâmetro do colmo	Altura da planta	Comprimento das folhas
	----- cm -----		
F1	7,2 a	86 a	81,9 a
F2	6,1 a	88 a	55,4 b
F3	4,5 a	58 b	48,2 c

Médias seguidas pela mesma letra, na coluna, não diferenciam entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

em relação aos outros tratamentos. Além disso, verificou-se o aumento de MO no solo dos tratamentos F2 e F3, sabidamente uma importante fonte de N para o meio (YANG *et al.*, 2016).

A maior média de concentração foliar de P verificada pertenceu ao tratamento F1, seguido de F2 e F3 (Tabela 4). Alguns fatores podem ter contribuído para os baixos teores foliares de P apresentados nos três tratamentos. O baixo teor de MO do solo, inicialmente (sem correção) empregado no cultivo, pode ter contribuído para a redução do poder tampão do meio, resultando em variações do pH durante o período de cultivo. A MO aumenta o poder tampão do solo e diminui os riscos de desequilíbrios minerais causados pela adubação. A calagem realizada antes do plantio poderia interferir na disponibilidade de P; entretanto, a elevação do pH do solo (5,2 – 6,2), como observado no presente trabalho, está dentro do recomendado para a cultura do milho, dentro do processo de calagem (AGUIAR *et al.*, 2014), apesar de esse valor contribuir para um aumento da adsorção de P pelo solo da ordem de 30%. Além disso, os solos de textura argilosa, característica observada no solo utilizado, apresentam maior capacidade de adsorção do P (KUMAR *et al.*, 2019; RONQUIM, 2010).

Com relação ao K, a maior média de concentração foliar observada foi no tratamento F1, seguido de F2 e F3. Quanto à concentração média de N, P e K no tratamento F3, é preciso considerar o processo de diluição, e as características fisiológicas das plantas desse tratamento (Tabela 3), em relação aos padrões fisiológicos das plantas dos demais tratamentos, que apresentaram diferenças. Consideradas essas especificidades, o aporte de P, observado no tratamento F3, superou as concentrações foliares verificadas por Padilha (2007), que empregou (em um dos seus tratamentos) somente lodo de ETA, para atender às necessidades nutricionais da cultura de milho cultivada, em dois solos distintos. Esse maior aporte foliar observado, na presente pesquisa, em comparação ao trabalho conduzido por Padilha (2007), pode ser explicado pela incorporação do N ao solo.

Os teores foliares de N e K, observados no presente trabalho, foram superiores às concentrações foliares observadas por Junio *et al.* (2013), em milho cultivado com lodo de ETE, sabidamente mais rico em nutrientes, quando comparado ao lodo de ETA.

Quanto aos macronutrientes secundários (Ca, Mg e S), as médias de concentração foliar constatadas nos tratamentos F1 e F2 foram bastante próximas. A ordem decrescente do acúmulo de macronutrientes secundários, verificada nos tratamentos F1, F2 e F3, foi a mesma: Ca > Mg > S. Os teores de Ca, Mg e S, constatados no tratamento F3, também não foram condizentes com as características fisiológicas das plantas sobreviventes desse tratamento. Já o equilíbrio observado entre as concentrações foliares dos tratamentos F1 e F2 deve-se ao aporte expressivo de Ca e Mg de uma das parcelas (R1) do tratamento F2. Além disso, outra parcela desse tratamento (R3) apresentou um aporte significativo de S em comparação às outras do mesmo tratamento, inclusive em comparação às parcelas dos demais tratamentos.

Os resultados foliares de Ca, Mg e S superaram as concentrações foliares observadas por Martins *et al.* (2018), que avaliaram o efeito de diferentes proporções de composto orgânico, contendo lodo de esgoto na composição de substrato, para o desenvolvimento inicial de plantas de milho. Em contraste ao presente estudo, Barros *et al.* (2011) obtiveram resultados mais satisfatórios em relação ao aporte foliar de macro e micronutrientes, ao avaliarem a aplicação de biossólido, tratado quimicamente, na produção de matéria seca e na absorção de nutrientes pela cultura de milho.

Quanto ao aporte de micronutrientes observado no presente experimento, com exceção do Zn, que não apresentou teores satisfatórios, os demais elementos, como Cu, Mn e Fe (Tabela 4), foram absorvidos em quantidades significativas em comparação às faixas de referência nutricional sugeridas por Malafaia *et al.* (2016). Os autores analisaram o teor foliar de macro e micronutrientes do milho cultivado em solo fertilizado com vermicomposto de lodo de curtume, suprimindo a demanda hídrica da cultura com água residuária doméstica.

O aporte do Cu foi inferior à faixa de referência nutricional sugerida por Malafaia *et al.* (2016) em apenas duas parcelas: F2R3 e F3R2. Em relação ao aporte de Zn, não foram observados resultados que alcançassem a faixa de referência sugerida pelos autores. Se comparado ao Cu e ao Zn, o B foi o segundo elemento mais absorvido pelas plantas. Dessa forma, em relação aos teores foliares médios de B analisados, os tratamentos se comportaram da seguinte maneira: F2 > F3 > F1.

Entre os metais presentes no lodo, o Pb apresentou, teoricamente, limites fitotóxicos. Os demais elementos presentes no resíduo não foram absorvidos pelas plantas. As concentrações foliares de Pb, constatadas nos tratamentos F2 e F3, foram, respectivamente, 11,94 e 8,74 mg.kg⁻¹. A presença de Pb no resíduo deve-se, eventualmente, à composição mineralógica do solo que abriga a bacia de captação de água utilizada no processo de potabilização ETA/UFLA, ou em razão da presença do metal no esgoto sanitário adsorvido aos sólidos do efluente e, posteriormente, ao lodo de ETA. Observa-se que o aumento da dose de lodo de ETA reduziu os teores do Pb na planta, possivelmente, associado à complexação do metal pela MO do lodo (JUNIO *et al.*, 2011; WANG *et al.*, 2012). Ainda assim, outros fatores podem ter influenciado a absorção de Pb pelas plantas, como as características do solo de cultivo: pH, CTC, teor de MO, teor de óxidos e hidróxidos de Fe, Al e Mn, atividade biológica, entre outras (MERLINO *et al.*, 2010).

No caso do Pb, além das características do solo, a localização do metal é um fator importante, visto que o Pb tende a se acumular nas camadas superficiais do solo (camada 2 a 5 cm) pela ocorrência de substâncias orgânicas. Para Kabata-Pendias *et al.* (2001), o teor foliar de Pb considerado fitotóxico para a cultura de milho é de 56 mg.kg⁻¹. No Brasil, a Resolução – RDC nº 42, de 29 de agosto de 2013, publicada pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária

Tabela 4 - Teores médios de macro e micronutrientes, na parte aérea de milho cultivado, em solo com diferentes tratamentos.

Tratamentos	N	P	K	Ca	Mg	S	B	Cu	Mn	Zn	Fe
	g.kg ⁻¹						mg.kg ⁻¹				
F1	26,78	1,86	34,38	7,20	2,52	2,35	10,11	9,51	150,95 a	15,08	260,86 a
F2*	25,16	1,20	22,62	7,15	2,40	2,19	12,42	5,83	202,75 b	7,79	210,05 b
F3*	33,41	0,98	20,22	5,67	2,70	2,00	11,89	5,90	110,14 c	14,41	113,45 c

N: nitrogênio; P: fósforo; K: potássio; Ca: cálcio; Mg: magnésio; S: enxofre; B: boro; Cu: cobre; Mn: manganês; Zn: zinco; Fe: ferro; F1: tratamento 1; F2: tratamento 2; F3: tratamento 3; *para a obtenção dos teores médios das parcelas perdidas, foi aplicada a média das parcelas sobreviventes. Pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade, só diferiram estatisticamente os valores médios de manganês e ferro.

(Anvisa), determina o limite máximo de 0,10 mg.kg⁻¹ para as hortaliças e frutos distintos da família *Cucurbitaceae* (BRASIL, 2013).

Nesse caso, ressalta-se que há uma predisposição, no que se refere ao acúmulo dos metais pesados nos vegetais que se apresentam na seguinte ordem decrescente: folha > caule > raiz > fruto > semente (GARG *et al.*, 2014; BALKHAIR *et al.*, 2016). Esse comportamento, em princípio, não invalida a hipótese de reaproveitamento do lodo, para fins agrícolas, e os frutos e sementes, em relação às partes vegetativas das plantas, acumulam menores quantidades de metais pesados. Assim sendo, o uso do lodo seria mais adequado nos casos em que são colhidos os frutos, sendo razoável, em um primeiro momento, não se utilizar as demais partes vegetativas da planta na alimentação animal.

CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos, pode-se concluir que:

- O lodo de ETA apresentou um desempenho satisfatório no processo de sorção de P, presente no efluente tratado da UFLA, alcançando 96% de eficiência média após 20 h de operação;
- No tratamento F3, que recebeu somente o lodo como fonte de P, as plantas demonstraram sinais de pouco desenvolvimento da parte aérea, clorose e senescência precoce das folhas mais velhas;
- A concentração foliar de macro e micronutrientes, verificados na cultura de milho, atingiu níveis julgados adequados por outras literaturas;
- O aumento da dosagem do lodo contribuiu, positivamente, para a manutenção da capacidade tampão do solo e para os níveis de fertilidade do meio;
- Os teores de metais pesados presentes no lodo não superaram os índices de contaminação do solo, permitidos pela legislação estadual;
- O aporte foliar de Pb, observado na cultura de milho, comprometeu, em princípio, a utilização do material vegetal analisado na alimentação animal.

REFERÊNCIAS

- ACHON, C. L.; BARROSO, M. M.; CORDEIRO, J. S. Resíduos de estações de tratamento de água e a ISO 24512: desafio do saneamento brasileiro. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 18, n. 2, p. 115-122, 2013. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522013000200003>
- AGUIAR, A. T. E.; GONÇALVES, C.; PATERNIANI, M. E. A. G. Z.; TUCCI, M. L. S.; CASTRO, C. E. F. *Instruções agrícolas para as principais culturas econômicas*. 7. ed. Campinas: Instituto Agrônomo (Boletim IAC, 200), 2014. 452 p.
- ALMEIDA NETO, A. F.; MACENA, Í. M. A.; OLIVEIRA, J. S. Análise da concentração de alumínio residual no Rio Gramame proveniente dos efluentes da ETA-Gramame, João Pessoa-PB. *Revista Ambiental*, v. 2, n. 1, p. 88-96, 2016.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WEF). *Standard methods for the examination of water e wastewater*, 22. ed. Washington: APHA, AWWA, WEF, 2012.
- ANDRADE, C. L. T.; ALBUQUERQUE, P. E. P.; BRITO, R. A. L.; RESENDE, M. *Viabilidade e manejo da irrigação da cultura do milho*. Circular Técnica 85. Sete Lagoas: EMBRAPA, 2006. 12 p.
- BACELO, H.; PINTOR, A.M.A.; SANTOS, S.C.R.; BOAVENTURA, R.A.R.; BOTELHO, C.M.S. Performance and prospects of different adsorbents for phosphorus uptake and recovery from water. *Chemical Engineering Journal*, v. 381, p. e-122566, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.122566>
- BALKHAIR, K. S.; ASHRAF, M. A. Field accumulation risks of heavy metals in soil and vegetable crop irrigated with sewage water in western region of Saudi Arabia. *Saudi journal of biological sciences*, v. 23, n. 1, p. S32-S44, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2015.09.023>
- BARROS, I. T.; ANDREOLI, C. V.; SOUZA JUNIOR, I. G.; COSTA, A. C. S. Avaliação agrônoma de biossólidos tratados por diferentes métodos químicos para aplicação na cultura do milho. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 15, n. 6, p. 630-638, 2011. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662011000600014>
- BASHAR, R.; GUNGOR, K.; KARTHIKEYAN, K. G.; BARAK, P. Cost effectiveness of phosphorus removal processes in municipal wastewater treatment. *Chemosphere*, v. 197, p. 280-290, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.12.169>
- BOEIRA, L.S.; DIOTTO, A. V.; MEDEIROS, A. P. R.; DE DEUS, F. P.; PINTO, J. E. B. P. Irrigação com água tratada magneticamente na cultura da *Melissa officinalis* L. *Brazilian Journal of Development*, v. 6, n. 3, p. 14657, 2020. <https://doi.org/10.34117/bjdv6n3-364>
- BRASIL. Resolução RDC nº 42, de 29 de agosto de 2013. Dispõe sobre o Regulamento Técnico MERCOSUL sobre Limites Máximos de Contaminantes Inorgânicos em Alimentos. *Diário Oficial da União*, Brasília, 2013.
- CARLETON, G.; AL DAACH, H.; TERESA, J. C. Laboratory evaluation of alum, ferric and ferrous-water treatment residuals for removing phosphorous from surface water. *Heliyon*, v. 6, n. 8, p. e04681, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04681>
- ESTEVEZ, F. A. *Fundamentos da limnologia*. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602 p.
- GARCIA, G. O.; FERREIRA, P. A.; MATOS, A. T.; RUIZ, H. A.; FILHO, S. M. Alterações químicas em três solos decorrentes da aplicação de águas residuárias da lavagem e despolpa de frutos do cafeeiro conilon. *Engenharia na Agricultura*, v. 16, n. 4, p. 416-427, 2008.
- GARG, V. K.; YADAV, P.; MOR, S.; SINGH, B.; PULHANI, V. Heavy metals bioconcentration from soil to vegetables and assessment of health risk caused by their ingestion. *Biological Trace Element Research*, v. 157, n. 3, p. 256-265, 2014. <https://doi.org/10.1007/s12011-014-9892-z>
- GIBBONS, M. K.; GAGNON, G. A. Understanding removal of phosphate or arsenate onto water treatment residual solids. *Journal of Hazardous Materials*, v. 186, n. 2-3, p. 1916-1923, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.12.085>
- GIBBONS, M. K.; MORTULA, Md. M.; GAGNON, G. A. Phosphorus adsorption on water treatment residual solids. *Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua*, v. 58, n. 1, p. 1-10, 2009. <https://doi.org/10.2166/aqua.2009.017>

- HIGASHIKAWA, F. S.; MENEZES JÚNIOR, F. O. G. Adubação mineral, orgânica e organomineral: efeitos na nutrição, produtividade, pós-colheita da cebola e na fertilidade do solo. *Revista Scientia Agraria*, v. 18, n. 2, p. 1-10, 2017.
- HOU, Q.; MENG, P.; PEI, H.; HU, W.; CHEN, Y. Phosphorus adsorption characteristics of alum sludge: Adsorption capacity and the forms of phosphorus retained in alum sludge. *Materials Letters*, v. 229, p. 31-35, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.matlet.2018.06.102>
- JUNIO, G. R. Z.; SAMPAIO, R. A.; NASCIMENTO, A. L.; SANTOS, G. B.; SANTOS, L. D. T.; FERNANDES, L. A. Produtividade de milho adubado com composto de lodo de esgoto e fosfato natural de Gafsa. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 17, n. 7, p. 706-712, 2013. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662013000700003>
- JUNIO, G. R. Z.; SAMPAIO, R. A.; SANTOS, G. B.; NASCIMENTO, A. L.; PRATES, F. B. S.; FERNANDES, L. A. Metais pesados em milho fertilizado com fosfato natural e composto de lodo de esgoto. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 15, n. 10, p. 1082-1088, 2011. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662011001000013>
- KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. *Trace elements in soils and plants*. 3. ed. Boca Raton: CRC, 2001. 413 p.
- KRISHNA, K. C. B.; ARYAL, A.; JANSEN, T. Comparative study of ground water treatment plants sludges to remove phosphorous from wastewater. *Journal of Environmental Management*, v. 180, p. 17-23, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.05.006>
- KUMAR, P. S.; KORVING, L.; LOOSDRECHT, M. C. M.; WITKAMP, G. J. Adsorption as a technology to achieve ultra-low concentrations of phosphate: Research gaps and economic analysis. *Water Research X*, v. 4, p. 100029, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.wroa.2019.100029>
- LI, Y.; CHAPMAN, S. J.; NICOL, G. W.; YAO, H. Nitrification and nitrifiers in acidic soils. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 116, p. 290-301, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.10.023>
- LI, Z.; JIANG, N.; WU, F.; ZHOU, Z. Experimental investigation of phosphorus adsorption capacity of the waterworks sludges from five cities in China. *Ecological Engineering*, v. 53, p. 165-172, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.12.038>
- LUO, H.; ZENG, Y.; CHENG, Y.; HE, D.; PAN, X. Recent advances in municipal landfill leachate: A review focusing on its characteristics, treatment, and toxicity assessment. *Science of The Total Environment*, v. 703, p. 135468, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135468>
- MAHDY, A. M., ELKHATIB, E. A., FATHI, N. O., LIN, Z. Q. Effects of Co - Application of Biosolids and Water Treatment Residuals on Corn Growth and Bioavailable Phosphorus and Aluminum in Alkaline Soils. *Egypt. Journal of environmental quality*, v.38, n.4, p. 1501-1510, 2009. <https://doi.org/10.2134/jeq2008.0335>
- MALAFAIA, G.; ARAÚJO, F. G.; LEANDRO, W. M.; RODRIGUES, A. S. L. Teor de nutrientes em folhas de milho fertilizado com vermicomposto de lodo de curture e irrigado com água residuária doméstica. *Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, v. 11, n. 4, p. 799-809, 2016. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1680>
- MARTINS, C.A.C.; SANTOS, F.S.; PORTZ, A.; SANTOS, A.M. Desenvolvimento inicial do Milho (*Zea mays L.*) em substrato contendo lodo de esgoto compostado. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 48, p. 69-79, 2018. <https://doi.org/10.5327/z2176-947820180305>
- MENEZES, J.P.C.; BITTENCOURT, R.P.; FARIAS, M.S.; BELLO, I.P.; FIA, R.; OLIVEIRA, L.F.C. Relação entre padrões de uso e ocupação do solo e qualidade da água em uma bacia hidrográfica urbana. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 21, n. 3, p. 519-534, 2016. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522016145405>
- MERLINO, L.C.S.; MELO, W.J.; MACEDO, F.G.; GUEDES, A.C.T.P.; RIBEIRO, M.H.; MELO, V.P.; MELO, G.M. P. Bário, cádmio, cromo e chumbo em plantas de milho e em latossolo após onze aplicações anuais de lodo de esgoto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 34, n. 6, p. 2031-2039, 2010. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832010000600027>
- MINAS GERAIS. Deliberação Normativa COPAM nº 153, de 26 de julho de 2010. Convoca municípios para o licenciamento ambiental de sistemas de tratamento de água e dá outras providências. *Diário do Executivo*, Minas Gerais, 2010.
- MOAL, M.; GASCUEL-ODOUX, C.; MÉNESGUEN, A.; SOUCHON, Y.; ÉTRILLARD, C.; LEVAIN, A.; MOATAR, F.; PANNARD, A.; SOUCHU, P.; LEFEBVRE, A.; PINAY, G. Eutrophication: A new wine in an old bottle? *Science of The Total Environment*, v. 651, Part 1, p.1-11, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.139>
- MUISA, N.; NHAPI, I.; RUZIWA, W.; MANYUCHI, M.M. Utilization of alum sludge as adsorbent for phosphorus removal in municipal wastewater: A review. *Journal of Water Process Engineering*, v. 35, p. e-101187, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101187>
- NESME, T.; WITHERS, P.J.A. Sustainable strategies towards a phosphorus circular economy. *Nutr Cycl Agroecosyst*, v.104, p.259-264, 2016. <https://doi.org/10.1007/s10705-016-9774-1>
- OLIVEIRA, L.B.; ACCIOLY, A.M.A.; SANTOS, C.L.R.; FLORES, R.A.; BARBOSA, F.S. Características químicas do solo e produção de biomassa de alface adubada com compostos orgânicos. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 18, n. 2, p. 157-164, 2014. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662014000200005>
- PADILHA, J. C. Aplicação de lodos de tratamentos de água e esgoto em latossolos cultivados com milho e soja. 2007. 345 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2007.
- PERASSI, I.; BORGNINO, L. Adsorption and surface precipitation of phosphate onto CaCO₃-montmorillonite: effect of pH, ionic strength and competition with humic acid. *Geoderma*, v. 232-234, n. 1, p. 600-608, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.06.017>
- RIBEIRO, I.C. A Remoção de fósforo do esgoto tratado utilizando lodo de ETA e casca triturada de ovo como sorventes. 2017. 73 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2017.
- RONQUIM, C.C. *Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais*. Campinas: EMBRAPA Monitoramento por Satélite (Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 8), 2010. 26 p.
- ROSSI, C.; FAQUIN, V.; RAMOS, A.A. Níveis de adubação NPK para o milho e feijão em experimentos de casa de vegetação. I. Produção de matéria seca. In: *Reunião brasileira de fertilidade do solo e nutrição de plantas*, 21., 1994. Anais.. Petrolina: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1994. p. 293-294.
- SANTOS, L. S.; SILVA, L. S.; CARGNELUTTI FILHO, A.C.; GRIEBELER, G. Quantidade de fósforo extraído pelas soluções de mehlich-1 e mehlich-3

em razão de diferentes velocidades de agitação, tempos de contato e temperaturas. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 39, n. 1, p. 109-119, 2015. <https://doi.org/10.1590/O1000683rbcs20150037>

SILVA, E.E.; AZEVEDO, P.H.S. de; DE-POLLI, H. *Determinação do Carbono da Biomassa Microbiana do Solo (BMS-C)*. Comunicado Técnico 98. Seropédica: EMBRAPA, 2007. 6 p.

TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. *Manual de métodos de análise de solo*. 3. ed. Brasília: EMBRAPA, 2017. 573 p.

TEIXEIRA, S.T.; MELO, W.J.; SILVA, E.T. Plant nutrients in a degraded soil treated with water treatment sludge and cultivated with grasses and leguminous plants. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 39, n. 6, p. 1348-1354, 2007. <http://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.12.011>

WANG, C., ZHAO, Y., & PEI, Y. Investigation on reusing water treatment residuals to remedy soil contaminated with multiple metals in Baiyin, China. *Journal of hazardous materials*, v. 237-238, p. 240-246, 2012. <http://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.08.034>

WITHERS, P.J.A.; RODRIGUES, M.; SOLTANGHEISI, A.; CARVALHO, T.S.; GUILHERME, L.R.G.; BENITES, V.M.; GATIBONI, L.C.; SOUSA, D.M.G.; NUNES,

R.S.; ROSOLEM, C.A.; ANDREOTE, F.D.; OLIVEIRA JUNIOR, A.; COUTINHO, E.L.M.; PAVINATO, P. S. Transitions to sustainable management of phosphorus in Brazilian agriculture. *Scientific Reports*, v. 8, n. 2537, p. 1-13, 2018. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-20887-z>

YANG, R.; SU, Y.; WANG, T.; YANG, Q. Effect of chemical and organic fertilization on soil carbon and nitrogen accumulation in a newly cultivated farmland. *Journal of integrative agriculture*, v. 15, n. 3, p. 658-666, 2016. [https://doi.org/10.1016/S2095-3119\(15\)61107-8](https://doi.org/10.1016/S2095-3119(15)61107-8)

ZHAI, L.; CAIJI, Z.; LIU, J.; WANG, H.; REN, T.; GAI, X.; XI, B.; LIU, H.L. Short-term effects of maize residue biochar on phosphorus availability in two soils with different phosphorus sorption capacities. *Biology and Fertility of Soils*, v. 51, n.1, p. 113-122, 2015. <https://doi.org/10.1007/s00374-014-0954-3>

ZHENG, X.; SUN, P.; HAN, J.; SONG, Y.; HU, Z.; FAN, H.; LV, S. Inhibitory factors affecting the process of enhanced biological phosphorus removal (EBPR) - A mini-review. *Process biochemistry*, v. 49, n. 12, p. 2207-2213, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2014.10.008>

ZONTA, J. H.; BEZERRA, J. R. C.; PEREIRA, J. R.; SOFIATTI, V. *Manejo da irrigação do algodoeiro*. Circular Técnica 139. Campina Grande: EMBRAPA, 2016.